

Benzo(a)pyren und Hausbrand

Verfasser:

Abt. Waldschutz beim Amt der Tiroler Landesregierung

Mag. Andreas Krismer



Oktober 2015

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG.....	3
I. Ausgangslage.....	4
II. Benzo(a)pyrenemissionen.....	4
III. Benzo(a)pyrenemissionen in Tirol.....	8
IV. Analyseergebnisse November 2013 – Feber 2014.....	10
V. Schlussfolgerung.....	17
Literaturverzeichnis.....	18

Dieser Bericht ist auch im Internet verfügbar:

https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/luftqualitaet/downloads/sonstige_Berichte/Benzo_a_pyren_und_Hausbrand.pdf

ZUSAMMENFASSUNG

Im diesem Bericht wird im Hinblick auf das vom Land Tirol initiierte Projekt „Richtig heizen mit Holz“ die Benzo(a)pyrenbelastung in Tirol näher betrachtet.

Benzo(a)pyren gehört zur Gruppe der Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und entsteht bei der unvollständigen Verbrennung – Sauerstoffmangel - von organischem Material oder fossilen Brennstoffen. Benzo(a)pyren und viele andere PAKs wirken karzinogen und mutagen, weshalb im Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L) ein Zielwert von 1 ng/m^3 , der seit 2013 als Grenzwert gilt, in der Außenluft festgelegt ist.

Hauptverursacher von Benzo(a)pyren in Österreich sind Holzfeuerungen, welche über 50 % der österreichischen Benzo(a)pyrenemissionen verursachen. Insbesondere bei Holzöfen mit veralteter Technologie entstehen bei unsachgemäßem Betrieb (Einsatz von zu nassem Holz, überfüllter Brennkammer und zu geringer Luftzufuhr) überproportional hohe Benzo(a)pyren-, PAK- sowie Feinstaubemissionen.

Die Immissionsmessungen zeigen, dass die Benzo(a)pyrenbelastung in Tirol in den letzten Jahren rückläufig ist, was auf die Verringerung der Emissionen unter anderem im Heizungssektor aber auch auf günstige meteorologische Bedingungen (allgemein rückläufiger Trend der Inversionshäufigkeit) zurückzuführen ist.

Zudem lassen die Messergebnisse aus 2013 und 2014 den Schluss zu, dass der Benzo(a)pyren-Grenzwert verbreitet eingehalten wird, wobei die höheren Belastungen an Standorten im Siedlungsgebiet und nicht an verkehrsexponierten Standorten auftreten.

Lokal ist aber insbesondere in Gegenden mit hohem Einsatz von Feststofffeuerungen auch mit Werten über dem Grenzwert zu rechnen. Eine genauere Abschätzung von kritischen Regionen ist aber auf Grund fehlender Informationen zur lokalen Heizungsanlagenstruktur und Brennstoffeinsatz derzeit nicht möglich.

I. Ausgangslage

Im Zuge des Projekts „Richtig heizen mit Holz“ wurden vertiefende Untersuchungen zur Benzo(a)pyrenbelastung in Tirol durchgeführt, welche in diesem Bericht zusammengestellt werden.

Benzo(a)pyren (B(a)P) gehört zur Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und entsteht bei der unvollständigen Verbrennung – bei zu geringer Luftzufuhr – von organischem Material oder fossilen Brennstoffen und besteht aus mehrgliedrigen Ringverbindungen aus Kohlenstoff und Wasserstoff (Abbildung 1). Insbesondere beim Heizen mit Festbrennstoffen (Holz, Kohle) aber auch im Verkehr und bei Industrieanlagen werden Benzo(a)pyren bzw. PAKs freigesetzt.

Benzo(a)pyren wird von der WHO auf Grund der Nachweishäufigkeit und Konzentration in der Umwelt, der physikalisch-chemischen Eigenschaften und der biologischen Aktivität – Benzo(a)pyren wirkt kanzerogen und mutagen - als Leitsubstanz für die PAK, zu denen mehrere tausend Verbindungen gehören, vorgeschlagen (Umweltbundesamt, 2012).

Im Immissionsschutzgesetz-Luft ist für Benzo(a)pyren ein Zielwert von $1\text{ng}/\text{m}^3$ festgelegt, der seit dem Jahr 2013 als Grenzwert gilt. Bestimmt wird die Konzentration von Benzo(a)pyren anhand einer Inhaltsstoffanalyse der täglich gezogenen Feinstaubproben.

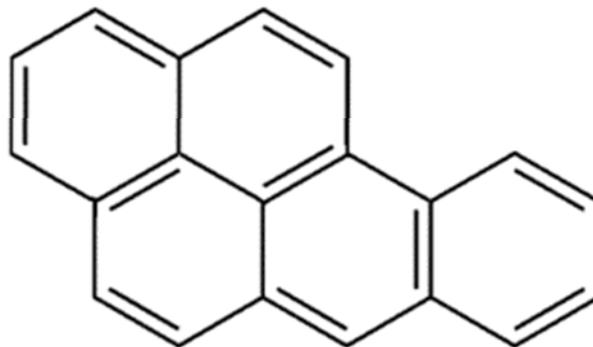


Abbildung 1: Strukturformel Benzo(a)pyren (Summenformel: $\text{C}_{20}\text{H}_{12}$). (Quelle: Umweltbundesamt).

II. Benzo(a)pyrenemissionen

Die Emissionen polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Österreich werden im Rahmen der österreichischen Luftschadstoff-Inventur berechnet. Die Benzo(a)pyrenemissionen sind darin als Teil der PAK-4-Emissionen (Benzo(a)pyren (B(a)P), Benzo(b)fluoranthren (B(b)F), Benzo(k)fluoranthren (B(k)F), Indeno(1,2,3-cd)pyren (IcdP) in Summe rund 7.000 kg im Jahr 2011) enthalten (UMWELTBUNDESAMT 2013a).

Auf Basis von Literaturwerten kann von einem Benz(a)pyren-Anteil von 25 % an diesen vier PAK-Komponenten ausgegangen werden (HÜBNER et al. 2005).

In Abbildung 2 sind die vom Umweltbundesamt für Österreich ermittelten PAK-4- Emissionen für das Jahr 2011 dargestellt. Mit einem Anteil von 68 % der österreichischen PAK-4-Emissionen ist der Kleinverbrauch der mit Abstand größte Verursacher. Beim Kleinverbrauch sind wiederum ca. 85 % der Emissionsmengen dem Haushaltsbereich (Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung) zuzuschreiben (UMWELTBUNDESAMT 2013a).

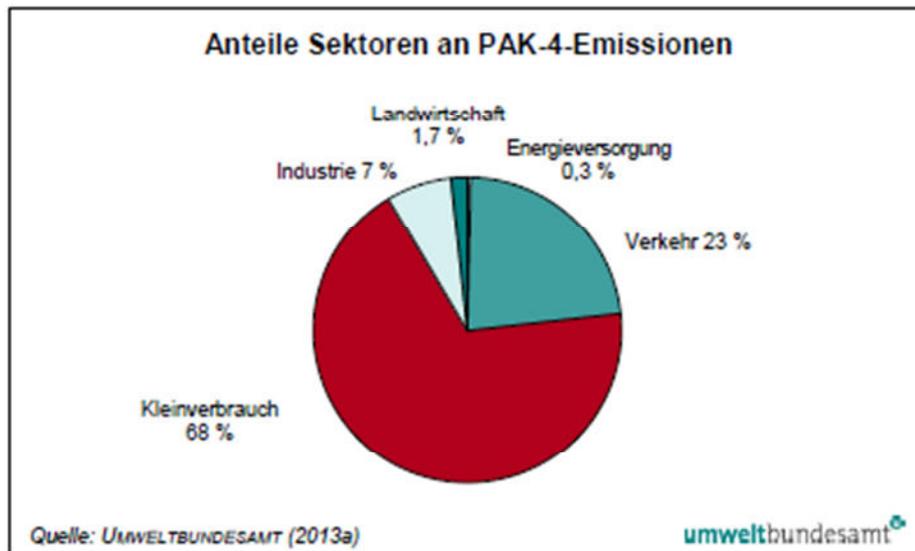


Abbildung 2: Sektorale Aufteilung der PAK-4-Emissionen des Jahres 2011. (Quelle: Umweltbundesamt).

In Tabelle 1 sind die Benzo(a)pyrenemissionen nach Energieträger für Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung angeführt. Von Holzfeuerungen stammen 97 % der Benzo(a)pyrenemissionen (84 % Scheitholz und 13 % Pellets, Hackschnitzel). Auf Gas- und Heizölbrenner entfallen nicht einmal 0,5 % der Emissionen. Holzfeuerungen sind damit für etwas mehr als die Hälfte der gesamten Benzo(a)pyrenemissionen in Österreich verantwortlich.

Energieträger	Benzo(a)pyren-Emissionen (in kg/a)	Benzo(a)pyren-Emissionen (in %)
Fernwärme	0,0	0,0
Heizöl	3,0	0,3
Scheitholz	852	84
Kohle	28	2,5
Strom	0,0	0,0
Gas	0,8	0,1
Umgebungswärme	0,0	0,0
Pellets, Hackschnitzel	131	13
Sonstige	7,0	0,7
Gesamt	1.019	100

Tabelle 1: Benzo(a)pyrenemissionen der Privathaushalte für Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung 2011 nach Energieträger (Quelle: Umweltbundesamt).

Die durchschnittlichen Feinstaubemissionen (<1 µm) und dessen Zusammensetzung für verschiedene Holzfeuerungssysteme für typische Tageslastverläufe des jeweiligen Heizungssystems sind in Abbildung 3 dargestellt.

In Abhängigkeit des Heizungssystems ergeben sich große Unterschiede bei Emissionen. Während dem aktuellen Stand der Technik entsprechende Anlagen, wie der Pelletkessel oder Hackgutkessel mit erzwungener Durchströmung die geringsten Emissionen von deutlich unter 20 mg/MJ aufweisen, ergeben sich bei Altanlagen und händisch beschickten Öfen (Kaminofen und Kachelofen) bis zu 10-fach höhere Emissionen. Auch die Feinstaubzusammensetzung unterscheidet sich bei den unterschiedlichen Heizungssystemen deutlich. Bei den emissionsarmen Holzfeuerungen (Pelletkessel bzw. moderner Hackgutkessel) werden hauptsächlich Alkalimetallverbindungen gefunden – Alkalimetalle werden vom Baum während des Wachstums in Form von Salzen aufgenommen und eingelagert – während der Anteil von

unverbranntem Kohlenstoff gering ist. Bei Heizungen mit veralteter Technologie ergibt sich ein bis zu Faktor 100 höherer Anteil an elementarem Kohlenstoff (Ruß) und organischen Kohlenstoffverbindungen, was auf schlechteren Gasphasenausbrand im Vergleich zu Feuerungen mit erzwungener Durchströmung (Pelletkessel bzw. moderner Hackgutkessel) zurückzuführen ist (Kelz et al., 2012).

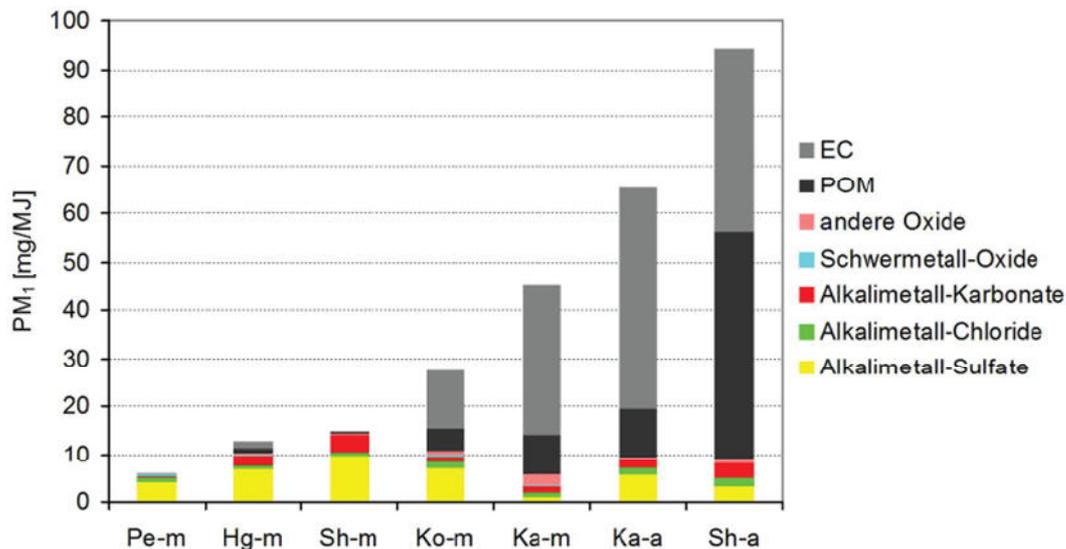


Abbildung 3: PM1-Emissionen von unterschiedlichen Biomassefeuerungen, gegliedert nach chemischen Verbindungen. Pe-m – moderner Pelletkessel, Hg-m – moderner Hackgutkessel, Sh –m – moderner Stückholzkessel, Ko-m – moderner Kachelofen, Ka-m – moderner Kaminofen, Ka-a – Kaminofen mit veralteter Technologie und Sh-a – Stückholzkessel mit veralteter Technologie (Quelle: Kelz et al., 2012).

Die schlechteren Ausbrandbedingungen bzw. die unvollständige Verbrennung von Altanlagen und die damit verbundenen hohen PAK- und Benzo(a)pyrenemissionen werden auch aus Abbildung 4 offensichtlich. Bei händisch beschickten Systemen mit veralteter Technologie (Kaminofen mit veralteter Technologie oder alter Stückholzkessel) ergeben sich um ca. Faktor 1000 höhere Emission an PAK und Benzo(a)pyren als bei den dem Stand der Technik entsprechenden Heizungssystemen (moderner Pelletkessel oder moderner Hackgutkessel).

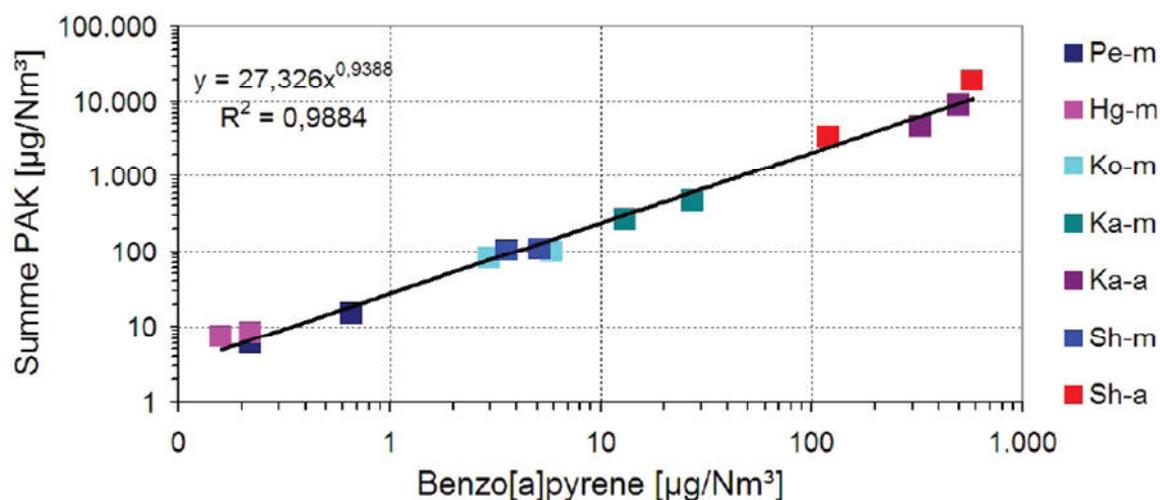


Abbildung 4: Korrelation der Summe der partikelgebundenen PAK-Emissionen und der Benzo(a)pyrenemissionen von verschiedenen Feststofffeuerungen. Pe-m – moderner Pelletkessel, Hg-m – moderner Hackgutkessel, Sh –m – moderner Stückholzkessel, Ko-m – moderner Kachelofen, Ka-m – moderner Kaminofen, Ka-a – Kaminofen mit veralteter Technologie und Sh-a – Stückholzkessel mit veralteter Technologie (Quelle: Kelz et al., 2012).

Ein weiterer wichtiger Faktor für das Emissionsverhalten besonders bei Heizungsanlagen mit veralteter Technologie ist die Betriebsweise. Bei modernen Anlagen wie Pelletöfen kann ein unsachgemäßer Betrieb weitgehend ausgeschlossen werden. Bei händisch beschickten Öfen kommt es durch fehlerhafte Handhabung z.B. Überladen des Brennraums, zu feuchtes Brennholz und durch geringe Luftzufuhr zu sehr hohen Emissionen.

Im Rahmen einer Schweizer Studie wurden derart ungünstige Betriebsbedingungen bei 3 unterschiedlichen Holzöfen untersucht. Die unterschiedlichen Ofen Typen und die gemessenen Partikelemissionen sind in Tabelle 2 Messergebnisse angeführt.

Bei optimalem Betrieb mit kleinen Chargen von 1,5 kg trockenem ($w = 12\%$) Holz bei ausreichender Luftzufuhr (Primärluftklappe offen, Unterdruck im Kamin 12 Pa) konnten selbst beim aus technischer Sicht schlechtesten Ofen Typ 1 reproduzierbar sehr tiefe Partikelemissionen von $\leq 20 \text{ mg/m}^3$ (alle Werte bei 13 Vol-% O_2) erreicht werden. Derselbe Ofen hat Partikelemissionen von $\geq 5000 \text{ mg/m}^3$, wenn er mit einer größeren Menge (5,7 kg) feuchtem Holz befüllt wird und die Luftklappe geschlossen wird, nachdem das Holz Feuer gefangen hat. Ofentyp 2, ein moderner Kaminofen zeigt bei ungünstigem Betrieb auch deutlich erhöhte Emissionen, die Emissionen liegen jedoch nur bei einem Zwanzigstel der von Ofen Typ 1 verursachten Emissionen. Beim 3. Ofen, der konstruktionsbedingt eine fehlerhafte Handhabung weitgehend verhindert, bleiben die Emissionen deutlich unter 100 mg/m^3 (Klippel und Nussbaumer, 2007).

			
	Ofentyp 1	Ofentyp 2	Ofentyp 3
Partikelemissionen in $[\text{mg/m}^3]$ (bei 13% O_2)			
	13 800	790	68

Tabelle 2: Gesamtpartikelemissionen unterschiedlicher Holzöfen bei ungünstigen Betriebsbedingungen. (Quelle: Klippel und Nussbaumer, 2007)

III. Benzo(a)pyrenimmissionen in Tirol

Seit 2007 wird an der Trendmessstelle INNSBRUCK/Fallmerayerstraße Benzo(a)pyren gemessen. Beim Messverlauf über die letzten Jahre in Abbildung 5 fällt bei Benzo(a)pyren (rote Balken) wie auch beim PM10 (blaue Linie) ein deutlich rückläufiger Trend auf, wobei die Jahresmittelwerte noch bis 2012 über dem Ziel/Grenzwert von 1 ng/m^3 lagen. Bei Benzo(a)pyren ergibt sich jedoch der Sonderfall, dass der Grenzwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit gemäß IG-L aufgrund der Rundungsregel gemäß ÖNORM A 6403 erst ab einem Immissionswert von $1,5 \text{ ng/m}^3$ als überschritten auszuweisen ist.

Die Rückgänge sind zum Teil auf die Reduktion der Emissionen im Verkehr und im Hausbrandbereich zurückzuführen. Ein nicht unwesentlicher Teil ist aber auch den meteorologischen Bedingungen zuzuschreiben. In den letzten Jahren zeigt sich an der Alpennordseite eine deutliche Abnahme der Inversionshäufigkeit im Jahresmittel und in der für die Luftschadstoffbelastung kritischen Winterzeit (Oekoscience, 2015).

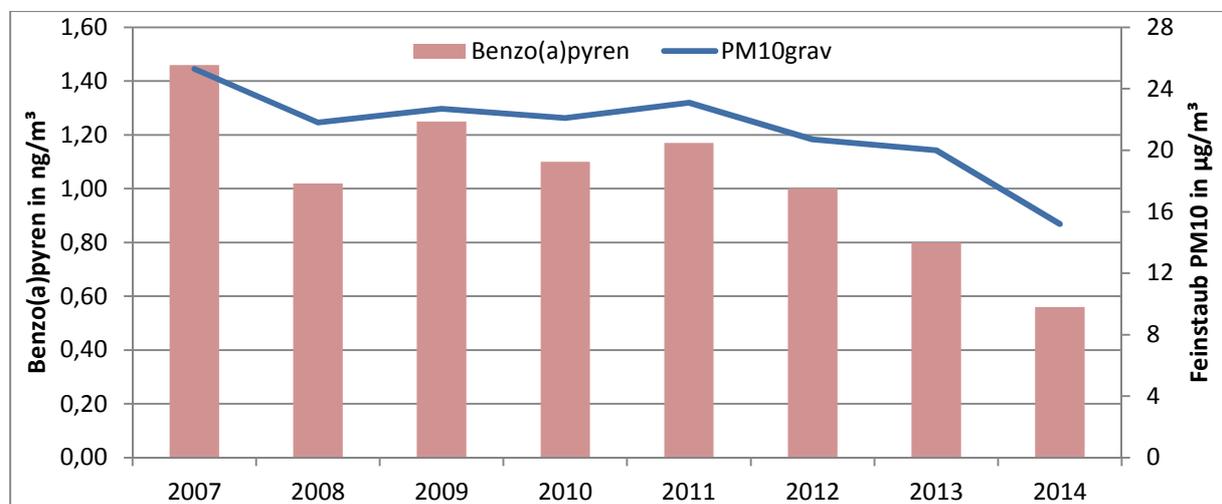


Abbildung 5: Benzo(a)pyren- und PM10-Verlauf an der Messstelle INNSBRUCK/Fallmerayerstraße von 2007 bis 2014.

In Tabelle 3 sind die im Tiroler Luftgütemessnetz gemessenen Benzo(a)pyrenjahresmittelwerte für 2013 und 2014 angeführt.

Während die Jahresmittelwerte 2013 um den Jahresgrenzwert von 1 ng/m^3 ($0,7 - 1,3 \text{ ng/m}^3$) gemäß IG-L liegen, werden 2014 auf Grund der günstigen Witterung Werte von maximal $0,8 \mu\text{g/m}^3$ ($0,5 - 0,8 \text{ ng/m}^3$) gemessen. Die höchsten Benzo(a)pyrenkonzentrationen entfallen in beiden Jahren auf die innerstädtischen Messstellen LIENZ/Amlacherkreuzung und INNSBRUCK/Andechsstraße. Der Verkehrsstandort VOMP/Raststätte A12 weist hingegen in beiden Jahren die geringste Benzo(a)pyrenbelastung auf. Bei den Stickoxiden (Hauptverursacher Verkehr) ist VOMP/Raststätte hingegen seit Jahren die mit Abstand am höchsten belastete Messstelle im Tiroler Luftgütemessnetz, was die untergeordnete Rolle des Verkehrs im Hinblick auf die Benzo(a)pyrenbelastung aufzeigt.

Nur die ländlich geprägte Messstelle im Ortsgebiet von Heiterwang weist 2014 eine gleich geringe Konzentration wie die Verkehrsmessstelle in Vomp auf.

Bei Betrachtung der Beziehung von gemessenem Benzo(a)pyren in ng/m^3 zu PM10 in $\mu\text{g/m}^3$ zeigt sich, dass in Heiterwang mitunter die höchsten Benzo(a)pyrengelalte in Bezug auf PM10 gleichauf mit INNSBRUCK/Andechsstraße gemessen werden. Gerade im ländlichen Raum ist ein relativ hoher Anteil an Feststofffeuerungen zu finden, wodurch sich das höhere Verhältnis von Benzo(a)pyren zum PM10 in Heiterwang erklärt. Die niedrigsten Benzo(a)pyrengelalte bezogen auf PM10 ergeben sich am Verkehrsstandort in Vomp.

Standort	2013	2014
INNSBRUCK/Fallmerayerstraße	0,8 ng/m ³	0,6 ng/m ³
INNSBRUCK/Andechsstraße	1,0 ng/m ³	0,8 ng/m ³
HALL IN TIROL/Sportplatz	0,8 ng/m ³	0,6 ng/m ³
VOMP/Raststätte A12	0,7 ng/m ³	0,5 ng/m ³
BRIXLEGG/Innweg	0,9 ng/m ³	0,7 ng/m ³
LIENZ/Amlacherkreuzung	1,3 ng/m ³	0,8 ng/m ³
HEITERWANG Ort/B179		0,5 ng/m ³
IMST/A12		0,7 ng/m ³

Tabelle 3: Gemessenen Benzo(a)pyrenjahresmittelwerte 2013 und 2014.

Standort	2013	2014
INNSBRUCK/Fallmerayerstraße	0,04	0,039
INNSBRUCK/Andechsstraße	0,047	0,05
HALL IN TIROL/Sportplatz ¹	0,033	0,03
VOMP/Raststätte A12	0,034	0,031
BRIXLEGG/Innweg	0,042	0,044
LIENZ/Amlacherkreuzung	0,066	0,046
HEITERWANG Ort/B179		0,051
IMST/A12		0,052

Tabelle 4: Verhältnis von Benzo(a)pyren in ng/m³ zu PM10 in µg/m³ für die Jahre 2013 und 2014.

Aus Abbildung 6 und Abbildung 7 wird der ausgeprägte Jahresgang der Benzo(a)pyrenbelastung mit den höchsten Konzentrationen in den Wintermonaten deutlich. Ein derart ausgeprägter Jahresgang ist bei keiner anderen im IG-L geregelten Schadstoffkomponente festzustellen. Ein Aspekt sind die ungleich ungünstigeren meteorologischen Ausbreitungsbedingungen im Winter im Vergleich zum Sommer. Die Ausbreitungsbedingungen variieren, aber auch sehr stark zwischen den einzelnen Jahren, was bereits anhand der Jahresmittelwerte für 2013 und 2014 deutlich wurde und im Vergleich der jeweiligen Monatswerte der Jahre 2013 und 2014 noch stärker zur Geltung kommt. Der größte Unterschied ergibt sich an der Messstelle in Lienz im Vergleich vom Dezember 2013 mit einem Monatsmittelwert von über 6 ng/m³ und dem Dezemberrmittelwert von 2014 von knapp unter 2 ng/m³.

Der ausgeprägte Jahresgang wird zusätzlich noch durch das Heizverhalten - die Raumwärmeproduktion erreicht zeitgleich mit den ungünstigsten Ausbreitungsbedingungen im Winter ihr Maximum – verstärkt.

¹ Das tiefe Verhältnis an der Messstelle in Hall ist eine Folge von erhöhten PM10-Emissionen/-Immissionen im Zuge großflächiger Bautätigkeiten östlich der Messstelle.

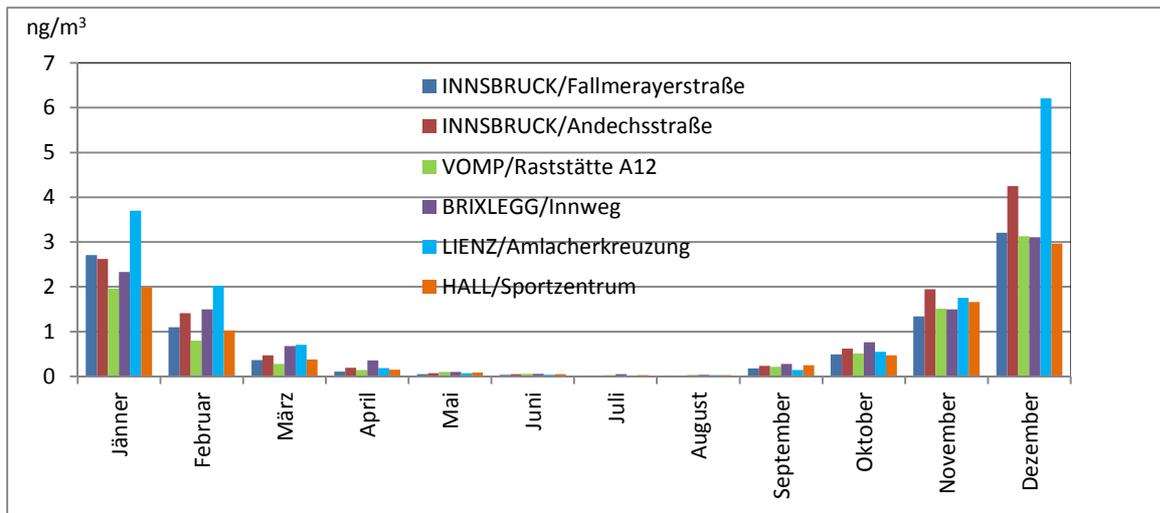


Abbildung 6: Jahresgang der Benzo(a)pyrenbelastung im Tiroler Luftgütemessnetz für das Jahr 2013.

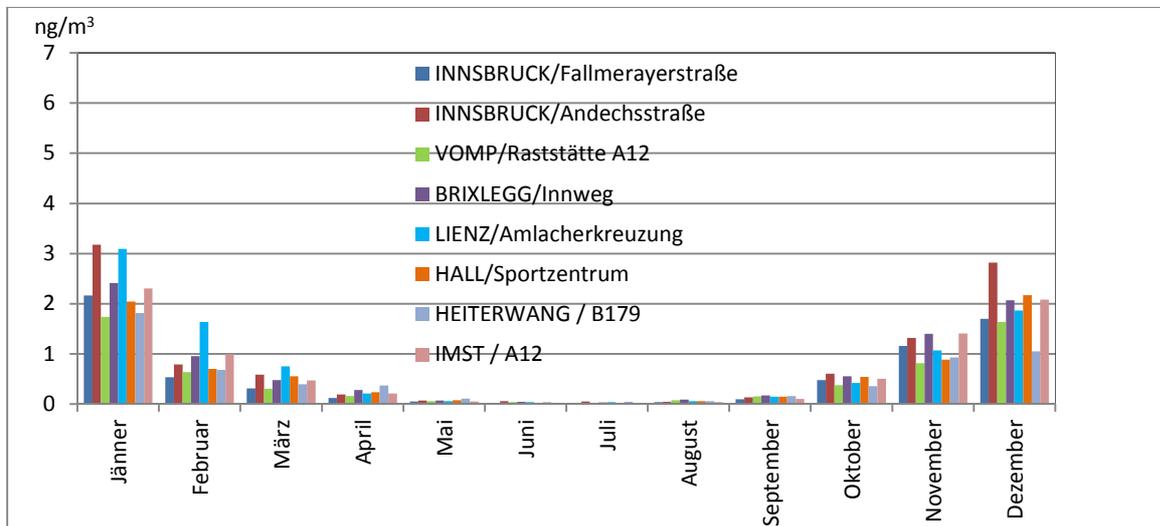


Abbildung 7: Jahresgang der Benzo(a)pyrenbelastung im Tiroler Luftgütemessnetz für das Jahr 2014.

IV. Analyseergebnisse November 2013 – Feber 2014

In der Winterperiode 2013/2014 wurden die Benzo(a)pyrengelhalte an den Messstellen INNSBRUCK/Fallmerayerstraße und Andechsstraße tageweise ermittelt und ausgewertet. Die betrachtete Winterperiode war aus meteorologischer Sicht sehr außergewöhnlich und insbesondere der Februar 2014 trat auf Grund der zahlreichen Südwestlagen verbunden mit Südföhn und milden Temperaturen nicht gerade winterlich in Erscheinung, weshalb auch die Benzo(a)pyren- und PM10-Belastung in diesem Monat auf einem geringen Niveau lag. Aber auch schon früher im Winter traten kräftige Südföhnkapriolen, wie in Abbildung 8 beispielsweise am PM10-Einbruch zu Weihnachten deutlich zu erkennen ist, auf. Die immissionsfachlichen Besonderheiten des Winter 2013/2014 wurden bereits in früheren Berichten zum Beispiel https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/luftqualitaet/downloads/sonstige_Berichte/Luftschadstoffbelastung_Jaen_Feb2014_6.pdf abgehandelt, weshalb an dieser Stelle nicht näher darauf eingegangen wird.

Nachstehende Grafik zeigt den Verlauf von PM10 und Benzo(a)pyren an den Messstellen INNSBRUCK/Andechsstraße und INNSBRUCK/Fallmerayerstraße. Bei PM10 und Benzo(a)pyren ist die Messstelle INNSBRUCK/Andechsstraße stärker belastet, insbesondere während Belastungsphasen sind die Unterschiede am größten, was eine stärkere Exposition der Messstelle in der Andechsstraße gegenüber Feststofffeuerstätten nahe legt. Die Schadstoffverläufe von PM10 und Benzo(a)pyren zeigen ein ähnliches Verhalten, das stark durch die meteorologischen Bedingungen, wie beim Föhndurchbruch zu Weihnachten, geprägt ist. Die tiefen Konzentrationen im Februar sind wie bereits zuvor erwähnt auf die günstigen Ausbreitungsverhältnissen und milden Temperaturen zurückzuführen. Darüber hinaus zeigt sich, dass an Tagen mit PM10-Tagesgrenzwertüberschreitungen² auch sehr hohe Benzo(a)pyrenkonzentrationen gemessen werden, damit wird die Rolle der Heiztätigkeit im Hinblick auf die PM10-Tagesgrenzwertüberschreitungshäufigkeit verdeutlicht.

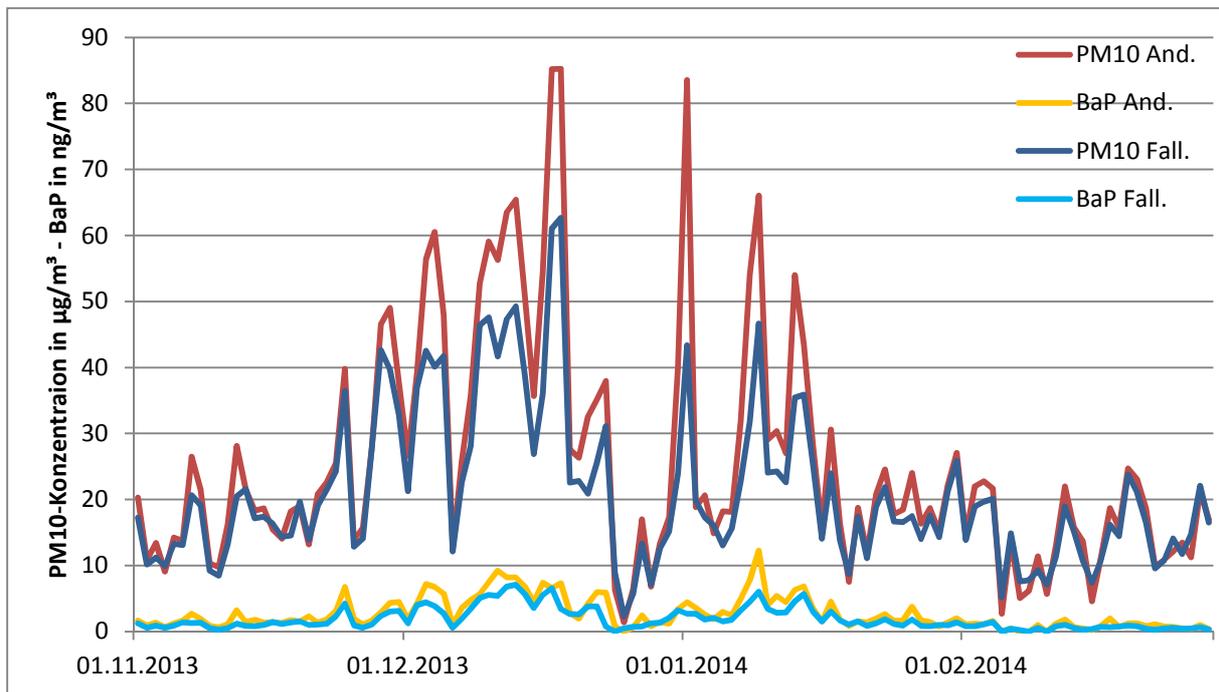


Abbildung 8: Benzo(a)pyren- und PM10-Verlauf an den Messstellen INNSBRUCK/Fallmerayerstraße und Andechsstraße für den Zeitraum 1.11.14 bis 28.02.2014.

Wochengang

Nachstehende Abbildung zeigt den Wochengang der Schadstoffkomponenten. Im Hinblick auf die statistische Aussagekraft der Wochenganglinien wird angemerkt, dass auf Grund der geringen Anzahl von Messwerten meteorologische Effekte einen Einfluss auf den Verlauf haben. Dennoch zeigt sich bei PM10 der typische Wochengang mit den höheren Immissionen unter der Woche und den geringsten Immissionen am Wochenende (Samstag und Sonntag). Ähnliches Verhalten mit den höheren Immissionen unter der Woche zeigt sich auch bei Benzo(a)pyren.

² Im IG-L ist für PM10 ein Tagesgrenzwert von 50 µg/m³ festgelegt, wobei 25 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind.

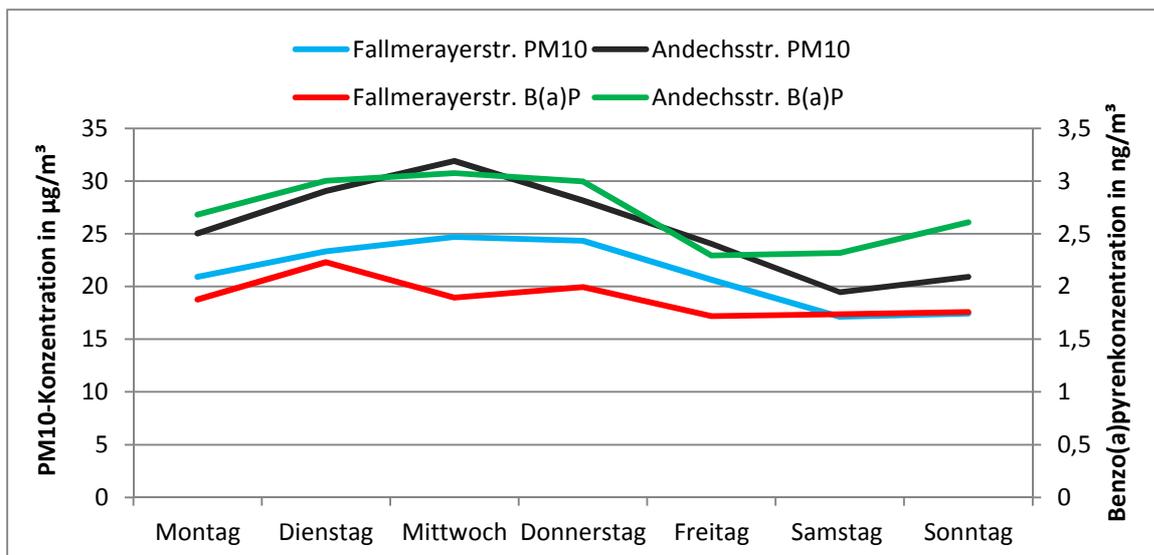


Abbildung 9: Mittlerer Wochengang von PM10 und Benzo(a)pyren an den Messstellen INNSBRUCK/Fallmerayerstraße und INNSBRUCK/Andechsstraße für den Zeitraum 01.12.2013 bis 28.02.2014.

Korrelationen Feinstaub und Benzo(a)pyren

Wie schon auf Basis der zuvor betrachteten Immissionsverläufe insbesondere in Abbildung 8 zu erwarten war, korreliert Benzo(a)pyren mit PM10 relativ gut. Die Korrelation zwischen PM2.5 und Benzo(a)pyren, hier nicht dargestellt, ist geringfügig besser, was auf Wiederaufwirbelungseffekte, welche sich im PM10 stärker niederschlagen als beim PM2.5, zurückzuführen ist.

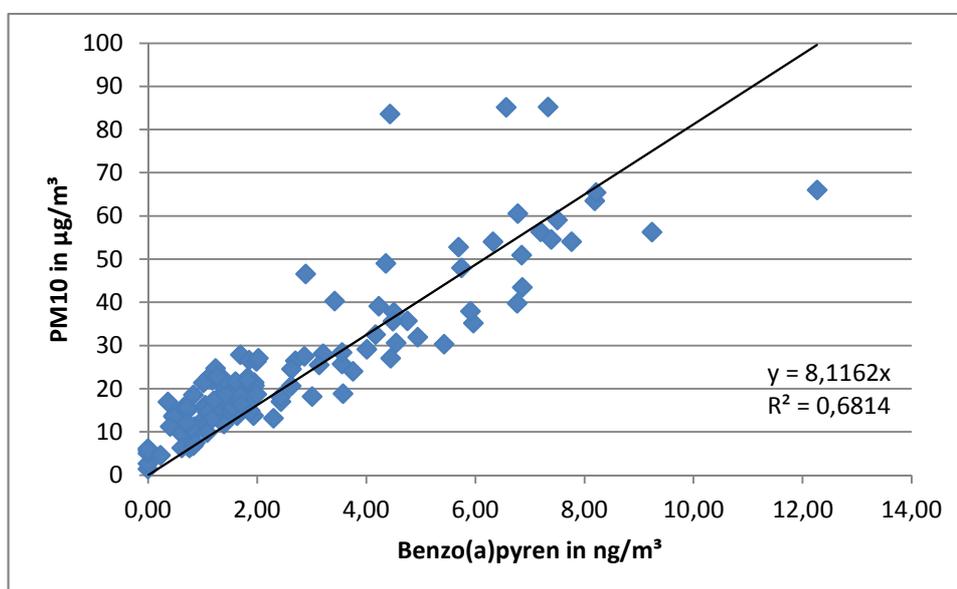


Abbildung 10: Streudiagramm der Tagesmittelwerte von Benzo(a)pyren und PM10 an der Messstelle INNSBRUCK/Andechsstraße mit Regressionsgrade und Bestimmtheitsmaß für den Zeitraum 01.11.2013 bis 28.02.2014.

Meteorologische Zusammenhänge

Wie zuvor aufgezeigt wurde, spielen die meteorologischen Bedingungen eine entscheidende Rolle im Hinblick auf die Höhe der gemessenen Immissionsbelastung. Im Falle von Benzo(a)pyren in zweierlei Hinsicht. Einerseits wird nur bei tiefen Temperaturen geheizt, andererseits sind die Ausbreitungsbedingungen insbesondere Wind und die vertikale Stabilität entscheidende Faktoren für die Verdünnung und Verfrachtung von Schadstoffemissionen.

Nachstehend werden daher die meteorologischen Größen Windgeschwindigkeit, Temperaturschichtung und Temperatur in Zusammenhang mit der Benzo(a)pyrenbelastung diskutiert.

In Abbildung 11 sind die gemessenen Tagesmittelwerte der Lufttemperatur am Flughafen Innsbruck und die an dem jeweiligen Tag gemessenen Benzo(a)pyrenwerte in einem Streudiagramm dargestellt. Obwohl die beiden Größen nicht gut korrelieren, lässt sich eine Temperaturabhängigkeit der Benzo(a)pyrenbelastung erkennen. Hohe Benzo(a)pyrenkonzentrationen treten erst bei tieferen Temperaturen auf. Zudem zeichnet sich bei einem Tagesmittelwert um 4°C eine Heizgrenze, unterhalb der verstärkt geheizt wird, ab.

Dass nicht zwangsläufig bei den tiefsten Temperaturen die höchsten Werte auftreten, hängt wiederum mit den Ausbreitungsbedingungen zusammen. An einem kalten Tag können beispielsweise bei einem Kaltfrontdurchgang es sehr tiefe Temperaturen auftreten, in Verbindung mit Niederschlag und Wind werden Emissionen ausgewaschen bzw. rascher verdünnt.

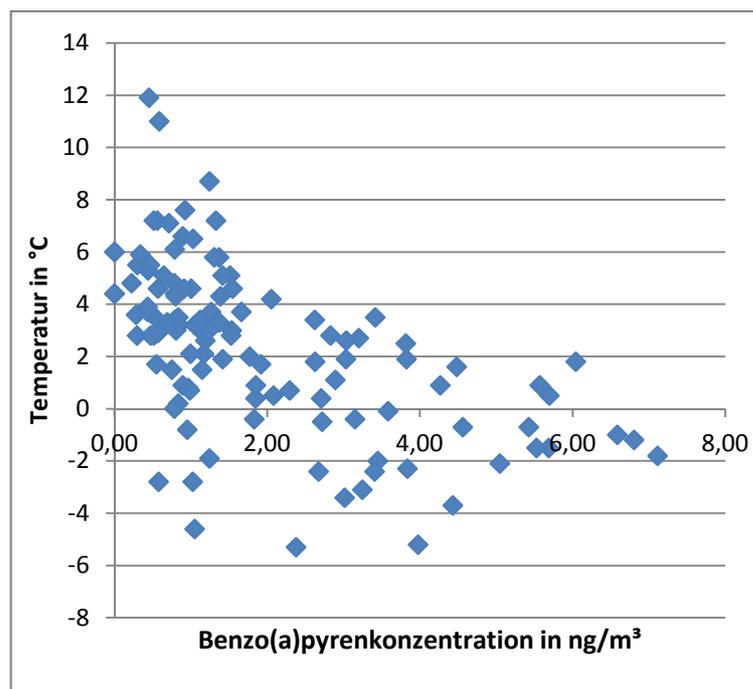


Abbildung 11: Streudiagramm von Benzo(a)pyren (Messstelle Fallmerayerstraße) und Temperatur (ZAMG-Messstelle am Flughafen Innsbruck).

Im Streudiagramm in Abbildung 12 sind die Benzo(a)pyrenmesswerte der Messstelle INNSBRUCK/Fallmerayerstraße gegenüber der Temperaturdifferenz der Messstelle INNSBRUCK/Sadrach und der ZAMG-Messstelle am Flughafen Innsbruck als Maß für die vertikale Temperaturschichtung aufgetragen. Auch hier ist die Korrelation der beiden Größen gering, dennoch lässt sich eine Tendenz erkennen. Hohe Belastungen gehen in der Regel mit hoher vertikaler Stabilität – in Sadrach ca. 100 m über dem Talboden ist es wärmer als am Talboden

(Flughafen) – einher beziehungsweise bei guten vertikalen Ausbreitungsbedingungen liegen die gemessenen Benzo(a)pyrenkonzentrationen auf einem eher geringen Niveau.

Dass bei hoher Stabilität geringe Immissionen auftreten, kann beispielsweise eine Folge von verhältnismäßig hohen Lufttemperaturen und den damit verbundenen geringen Heizbedarf zusammenhängen. Umgekehrt kann sich beispielsweise bei Kaltluftzufuhr keine Inversion ausbilden, auf Grund der tiefen Temperaturen wird aber verstärkt geheizt, wodurch sich bei labileren Verhältnissen dennoch erhöhte Immissionen ergeben.

Ein anderer Effekt ergibt sich bei Südföhn, welcher in dieser Winterperiode überaus häufig anzutreffen war. Während der Nacht kommt es häufig zum Abheben der Föhnströmung vom Inntalboden, was zu einer hohen vertikalen Stabilität, welche sich auch im Tagesmittel niederschlägt führt. Beim Föhndurchbruch untertags, wo die am meisten emittiert wird, werden die Schadstoffe aber rasch ausgeräumt. Zudem verhinderten die häufigen Südföhnlagen eine langanhaltende Anreicherungsphase von Schadstoffen. Ausnahme war der Zeitraum von Ende November bis zum Föhnsturm zu Weihnachten, wie aus Abbildung 8 ersichtlich ist.

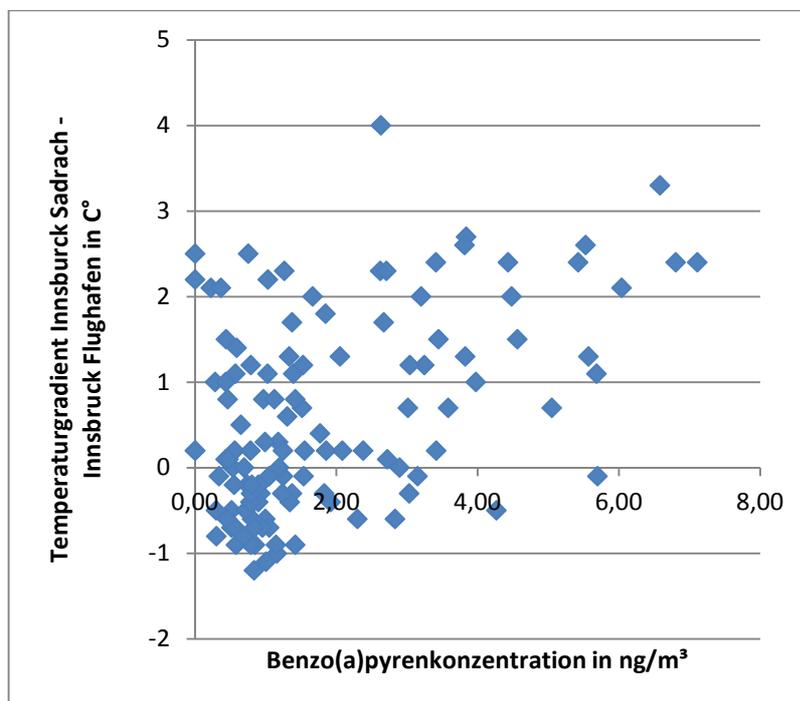


Abbildung 12: Streudiagramm von Benzo(a)pyren (Messstelle Fallmerayerstraße) und Temperaturdifferenz der Messstellen INNSBRUCK/Sadrach und der ZAMG-Messstelle am Flughafen Innsbruck.

Abbildung 13 zeigt den Zusammenhang von den an der Messstelle INNSBRUCK/Fallmerayerstraße gemessenen Benzo(a)pyrenkonzentrationen und den an der ZAMG-Messstelle am Flughafen Innsbruck gemessenen Windgeschwindigkeiten auf Basis von Tagesmittelwerten. Aus dem Streudiagramm lässt sich ableiten, dass hohe Konzentrationen mit geringen Windgeschwindigkeiten bzw. geringe Konzentrationen mit hohen Windgeschwindigkeiten in Zusammenhang stehen.

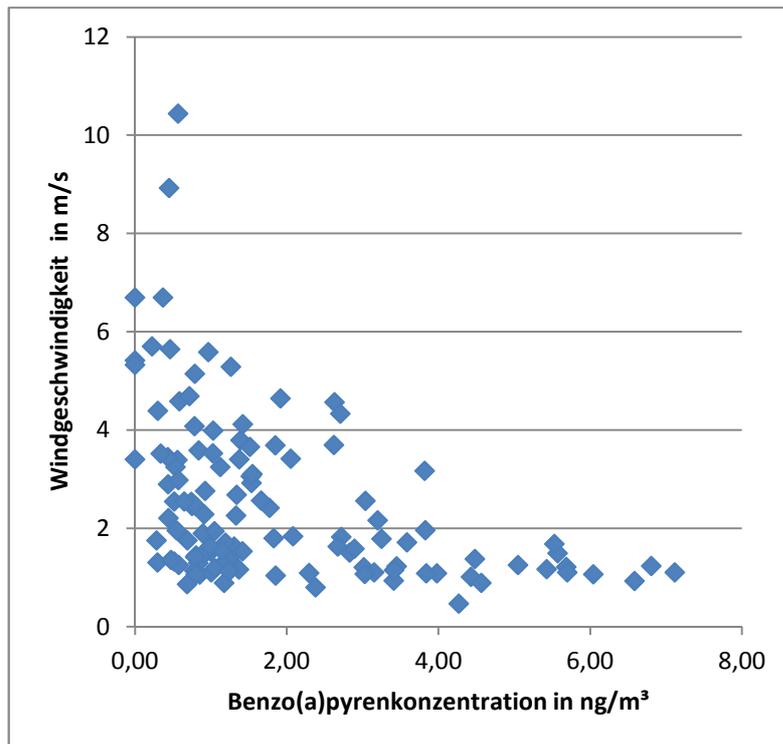


Abbildung 13: Streudiagramm von Benzo(a)pyren (Messstelle Fallmerayerstraße) und Windgeschwindigkeit (ZAMG-Messstelle am Flughafen Innsbruck).

Anhand nachstehender Abbildung 14 wird versucht das komplexe Zusammenspiel der meteorologischen Komponenten und der Benzo(a)pyrenbelastung zu verdeutlichen. Um eine ausreichend hohe zeitliche Auflösung zu erhalten wurde für diese Betrachtung anstelle von Benzo(a)pyren auf PM10 abgestellt.

Periode 1 zeigt den Verlauf der 4 Größen von Anfang bis Mitte November. Die PM10-Belastung (schwarze Kurve) bewegt sich auf einem verhältnismäßig geringen Niveau. Die Lufttemperatur (rote Kurve) fällt bis zum Periodenende auf rund 4 °C ab. Die höchste Inversionshäufigkeit (blaue Kurve) findet sich zu Periodenbeginn und fällt damit mit den tiefsten PM10-Konzentrationen zusammen, was aber durch mit geringen Heizungsemissionen auf Grund des noch hohen Temperaturniveaus zu Periodenbeginn erklärt werden kann.

In Periode 2 ab Mitte November fällt die Temperatur innerhalb von wenigen Tagen deutlich ab, zeitgleich sinkt auch die Windgeschwindigkeit und die Stabilität geht zurück. Die PM10-Belastung beginnt auf Grund der ansteigenden Heizemissionen begünstigt durch geringere Windgeschwindigkeiten anzusteigen. Ab dem 24. November nimmt auch die Stabilität sukzessive zu, was den weiteren Anstieg der PM10-Belastung ankurbelt. Zur Periodenmitte um den 1. Dezember, ergibt sich ein kleiner Einbruch bei PM10, welcher auf einen Frontdurchgang zurückzuführen ist, der einen Temperaturanstieg, relativ hohe Windgeschwindigkeiten und eine Abnahme der Stabilität zur Folge hatte. Nach einer weiteren Störung fällt die Temperatur wieder ab, die Windgeschwindigkeit geht zurück und die Inversionshäufigkeit erreicht im Zuge einer Hochdruckwetterlage knapp 90 %. Aus der Kombination von geringer Temperatur, hoher Stabilität und geringen Windgeschwindigkeit resultiert die höchste PM10-Belastung des betrachteten Zeitraums und überhaupt des gesamten Winter 2013/2014.

Zu Beginn der 3. Periode ist die Inversionshäufigkeit auf dem Höchststand, die PM10-Konzentrationen sinken bereits bedingt durch die steigenden Temperaturen und den höheren Windgeschwindigkeiten. Die steigenden Temperaturen bewirken einen Rückgang der Heizungsemissionen und die höheren Windgeschwindigkeiten führen zu einer rascheren Verdünnung von Schadstoffen in der Atmosphäre. Um Weihnachten sorgt ein Föhnsturm für hohe Temperaturen und Windgeschwindigkeiten in Innsbruck für eine außerordentlich gute Durchmischung der Inntalatmosphäre, was an der geringen Inversionshäufigkeit deutlich wird.

Zu dieser Zeit werden die geringsten PM10-Werte im betrachteten Zeitraum gemessen. Nach dem Föhnsturm steigt die PM10-Belastung mit fallenden Temperaturen (steigende Emissionen aus Heizungsanlagen), sinkender Windgeschwindigkeit und steigender Inversionshäufigkeit wieder an.

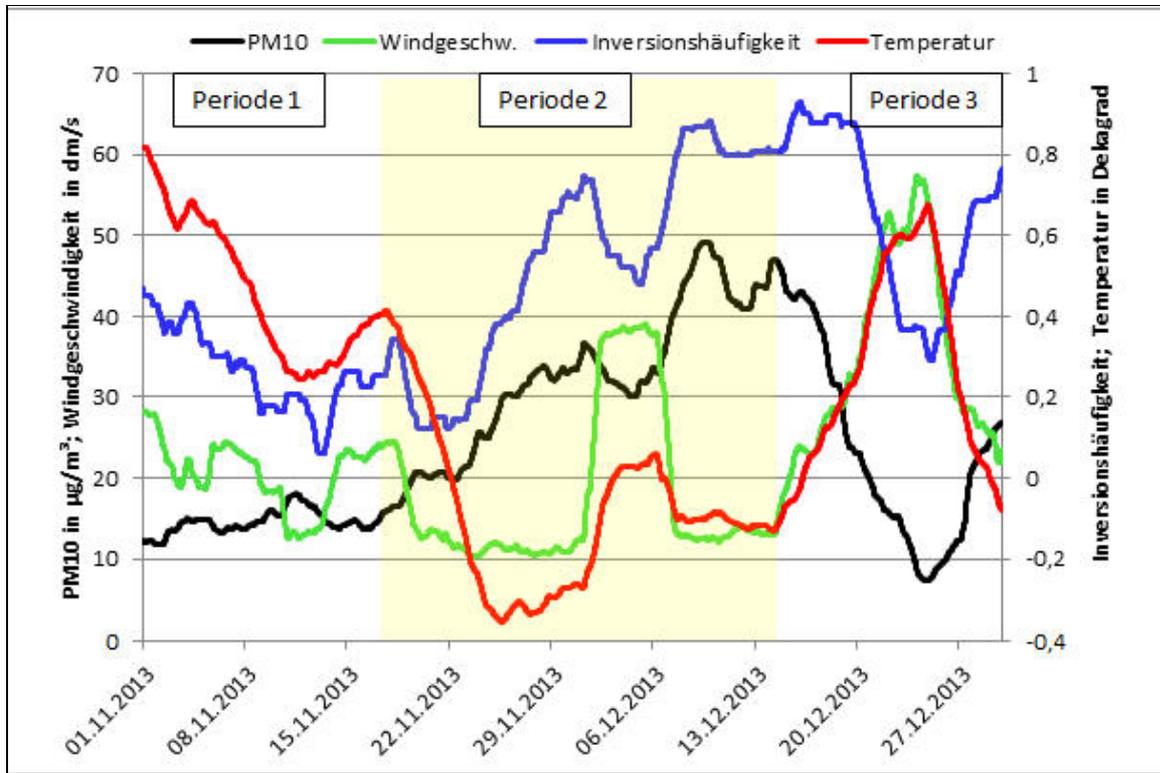


Abbildung 14: 5-Tage gleitend gemittelte Verläufe von PM10, Windgeschwindigkeit, Inversionshäufigkeit und Temperatur.

V. Schlussfolgerung

Bei Aufschlüsselung der Benzo(a)pyren-Emittenten in Österreich kristallisieren sich Holzfeuerungen als Hauptverursacher heraus, wobei Heizungssysteme mit veralteter Technik insbesondere bei fehlerhafter Handhabung ein großes Problem im Hinblick auf die Emissionen an Benzo(a)pyren aber auch PAK und Feinstaub darstellen.

Die Betrachtung der Belastungsverteilung an den Tiroler Luftgütemessstellen sowie die Jahresgänge der Benzo(a)pyrenbelastung weisen ebenfalls eindeutig auf den Emittenten Hausbrand hin, wobei in den letzten beiden Jahren an keiner Messstelle im Tiroler Luftgütemessnetz eine Grenzwertüberschreitung auszuweisen war. Grenzwertüberschreitungen sind jedoch in Jahren mit ungünstiger Witterung im Winter – kalt und inversionsreich – in Gegenden mit hohem Anteil von veralteten Feststofffeuerungen zu erwarten. Dies gilt insbesondere für die Standorte LIENZ/Amlacherkreuzung und INNSBRUCK/Andechsstraße. Eine regionalisierte Aussage für Problemzonen in Innsbruck beziehungsweise für ganz Tirol ist jedoch auf Basis der derzeit vorliegenden Daten nicht möglich. Hierfür wäre die Erhebung vom aktuellen Heizungsanlagenstand inklusive Zweit- und Zusatzheizungen und nach Möglichkeit die Erhebung der Brennstoffeinsätze erforderlich.

Um die Benzo(a)pyrenbelastung und damit auch die PAK und Feinstaubemissionen weiter zu senken, sind Maßnahmen erforderlich, welche zu einem raschen Austausch von Feststofffeuerungsanlagen mit veralteter Technik führen. Der richtige Umgang mit händisch beschickten Altanlagen, welcher im Rahmen Informationskampagne „Richtig heizen mit Holz“ (<https://www.tirol.gv.at/umwelt/umweltrecht/richtigheizen/>) gefördert werden soll, stellt einen ersten einfachen aber dennoch effektiven Schritt zur Emissionsminderung von Benzo(a)pyren, PAK und Feinstaub dar, da ein fehlerhafter Betrieb der Heizungsanlage um bis zu Faktor 1000 höhere Benzo(a)pyren-/PAK-Emissionen mit sich bringt.

Literaturverzeichnis

KELZ, J.; BRUNNER, T. & OBERNBERGER, I. (2012): Emissionsfaktoren und chemische Charakterisierung von Feinstaubemissionen moderner und alter Biomasse-Kleinfeuerungen über typische Tageslastverläufe. Environmental Sciences Europe 2012, 24: 11.

Klippel, N.; Nussbaumer, T.: Wirkung von Verbrennungspartikeln – Vergleich der Umweltrelevanz von Holzfeuerungen und Dieselmotoren, Bundesamt für Energie und Bundesamt für Umwelt, Schlussbericht, 2007, ISBN 3-908705-16-9

Oekoscience AG (2015): Thudium, J.; Chélala, C.: Zur Entwicklung der Häufigkeit atmosphärischer Inversionen im Alpenraum 1997 – 2014. Chur.

HÜBNER, C.; BOOS, R. & PREY, T. (2005): In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels. Chemosphere 58 (2005): 367–372.

Umweltbundesamt (2012): POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE - Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

UMWELTBUNDESAMT (2013a): Anderl, M.; Haider, S.; Jobstmann, H.; Köther, T.; Lampert, C.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Schindlbacher, S.; Stranner, G.; Thielen, P.; Wieser, M. & Zechmeister, A.: Austria's Informative Inventory Report (IIR) 2013. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Reports, Bd. REP-0414. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2013): Schieder, W.; Storch, A.; Fischer, D.; Thielen, P.; Zechmeister, A.; Poupa, S.; Wampl, S.: Luftschadstoffausstoß von Festbrennstoff-Einzelöfen. Untersuchung des Einflusses von Festbrennstoff-Einzelöfen auf den Ausstoß von Luftschadstoffen. REPORT, REP-0448. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2014): Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Ibesich, N.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Schieder, W.; Zechmeister, A.: Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990-2012. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten (Datenstand 2014). Reports, Band 0492. Umweltbundesamt, Wien.